

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Reakce zooplanktonu na změny chemismu vody a množství potravy
v důsledku zotavování jezer z acidifikace**

**(Zooplankton response to a change of water chemistry and amount of food during
the recovery of lakes from acidification)**

Martina Bartošíková

Školitel: Prof. RNDr. Evžen Stuchlík, CSc.

Praha, srpen 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předloženou bakalářskou práci vypracovala samostatně a že jsem v seznamu literatury uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala. Dále prohlašuji, že předložená tištěná verze bakalářské práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 10.8.2015

Podpis

Poděkování

Chtěla bych velmi poděkovat mému školiteli prof. RNDr. Evženovi Stuchlíkovi, CSc. za vedení mé práce, cenné rady a trpělivost. Stejně tak velmi děkuji mé rodině a přátelům za jejich trpělivost a dlouhodobou podporu.

Abstrakt

Antropogenní okyselení ovlivnilo společenstva tisíců jezer v Severní Americe a Evropě. Ukázalo se, že během acidifikace došlo ke změnám početnosti, ale i druhového složení zooplanktonu, na některých lokalitách došlo i k jeho celkovému vymizení. Hlavním důvodem byl výrazný pokles pH, vyplavení toxických iontů Al^{3+} a změna trofie jezer.

Míra a rozsah biologického zotavení po obnově pH se v acidifikovaných jezerech výrazně liší napříč regiony. Zotavení vodních společenstev je značně opožděno za zotavením chemismu. Některé zooplanktonní druhy jsou nicméně schopny velmi rychle kolonizovat zotavující se ekosystémy a v mnoha acidifikovaných jezerech se opět začaly vyskytovat původní druhy, které během acidifikace vymizely. Návrat původních druhů může být blokován výskytem acido-tolerantnějších druhů, které po vymizelých druzích obsadily prázdné niky.

Zooplankton může být ovlivněn přímo chemismem vody, ale i nepřímo kvalitou a množstvím potravy. Důležitým faktorem je též možnost šíření kolonizujících druhů. Nicméně může být velmi obtížné určit relativní role těchto faktorů v regulaci zotavení.

Klíčová slova: zooplankton, acidifikace, chemismus vody, toxicita hliníku, fytoplankton

Abstract

Anthropogenic acidification has affected assemblages in thousands of lakes in North America and Europe. It turned out that, during the acidification, the number of zooplankton changed and also the species composition of their assemblages, at some sites there was also the total disappearance. The main reason was a decrease of pH, wash out toxic aluminium and a change of trophic status.

The rate and extent of biological recovery after restoring the pH in acidified lakes varies considerably across regions. Recovery of aquatic communities is significantly lagging behind the recovery in chemistry. Some zooplankton species are nonetheless able to quickly colonize recuperating ecosystems and in many acidified lakes again started to appear native species that have disappeared during acidification. The return of indigenous species, however, can be blocked acid-tolerant occurrence of species after species extinct occupied empty niches. Zooplankton can be affected by water chemistry directly, but also indirectly by the quality and quantity of food. An important factor is the possible spread of colonizing species. However, the relative roles of these factors in regulating recovery may be difficult to determine.

Key words: zooplankton, acidification, water chemistry, aluminium toxicity, phytoplankton

OBSAH

1 ÚVOD	7
2 ACIDIFIKACE A JEJÍ ÚČINKY NA CHEMISMUS PŮD A VOD	8
3 PROCES ZOTAVENÍ Z ACIDIFIKACE	9
4 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ DRUHOVÉ SLOŽENÍ ZOOPLANKTONU	10
4.1 ABIOTICKÉ FAKTORY	12
4.1.1 pH	12
4.1.2 ROZPUŠTĚNÝ ORGANICKÝ UHLÍK (DOC)	12
4.1.3 HLNINÍK A JEHO VLIV NA DOSTUPNOST FOSFORU	13
4.1.4 VÁPŇÍK	15
4.2 BIOTICKÉ FAKTORY	16
4.2.1. MEZIDRUHOVÉ INTERAKCE	16
4.2.2 KVALITA A MNOŽSTVÍ POTRAVY	17
4.3 ŠÍŘENÍ KOLONIZUJÍCÍCH DRUHŮ	19
5 LOKALITY	20
5.1 TATRY	20
5.2 ŠUMAVA	22
5.3 SEVERNÍ EVROPA	23
5.4 KANADA	25
ZÁVĚR	27
POUŽITÉ ZDROJE	29

1 ÚVOD

Kyselá atmosférická depozice zničila v druhé polovině 20. století biotu tisíců jezer a toků na severní polokouli. Došlo k výraznému poklesu pH, z půd byly vyplaveny bazické kationty (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ a Na^+) a do povrchových vod se uvolnily kovy, jako například hliník (Al) a měď (Cu) (Almer et al., 1974; Fott et al., 1994). Od 80. let 20. století, kdy byla v Evropě zaznamenána emisní maxima oxidu siřičitého a oxidů dusíku, poté došlo k výraznému poklesu těchto acidifikujících sloučenin. Snížení emisí umožnilo vzestup pH a alkality na mnoha lokalitách. Chemické zotavení vody reaguje se zpožděním z důvodu hystereze, což je zapříčiněno postupným uvolňováním okyselujících aniontů z povodí. (Kopáček & Stuchlík, 2002).

Společně s poklesem kyselých depozic dochází k celkovému zlepšení chemismu povrchových vod (Keller et al., 2007; Nedbalová et al., 2006), pozornost se obrací na faktory ovlivňující zotavování společenstev. Zotavení společenstev je totiž v mnoha případech zpomalené a méně výrazné v porovnání se zotavením chemismu (Nedbalová et al., 2006). Mezi faktory, které způsobují tento stav, patří například přetrvávající vliv nízkého pH během zvýšených jarních průtoků nebo po silných deštích a s nimi spojené zvýšené koncentrace kovů, například hliníku, který se vykazuje toxickým působením (Kowalik et al., 2007; Hořická et al., 2006). Dalším faktorem může být oligotrofizace jezer, která je zapříčiněna vysrážením fosforu s hliníkem (Kopáček et al., 2015). Možností je i rezistence společenstev, která vznikla během období acidifikace a neumožňují kolonizaci původními druhy poté, co došlo ke zlepšení chemických podmínek (Arnott et al., 2006)

Hlavním cílem této bakalářské práce je shrnutí dosavadních poznatků o faktorech, které mohou negativně ovlivňovat rychlost biologického zotavení a druhové složení zooplanktonu v jezerech, která se zotavují z acidifikace. Dalším cílem je zpracování stručného přehledu nejvíce zasažených oblastí ve světě a popsat průběh zotavení na dotčených lokalitách.

2 ACIDIFIKACE A JEJÍ ÚČINKY NA CHEMISMUS PŮD A VOD

Během druhé poloviny 20. století kyselá depozice, způsobená antropogenním oxidem siřičitým a emisemi oxidů dusíku, zapříčinila okyselení mnoha sladkovodních ekosystémů v Severní Americe a Evropě (Schindler, 1988). Retenční schopnost půd byla překročena s nadměrným přísunem sloučenin síry (S) a dusíku (N). Za ustálených podmínek je většina N, který vstoupí do ekosystému využita vegetací a mikroorganismy. Při vysokém přísunu dusíku se začne formovat nová rovnováha a ekosystém již není schopen přijmout přebytečný dostupný N. Tento přebytečný dusík je poté ve formě dusičnanů transportován do povodí a následně do jezera odkud, pokud není metabolizován a vázán biomase dále odtéká. Ani v sedimentu se příliš neakumuluje a nakonec odteče. Okyselení je způsobeno vodíkovými kationty, které přicházejí s dusíkem, jako kyselina dusičná (Kopáček & Stuchlík, 2002). Požadavky biomasy na asimilaci S jsou zanedbatelné ve srovnání s úrovní atmosférické depozice. Síra je tedy v půdě vázána na oxidy Al a Fe a také v organické formě. Dokud není vyčerpána tato adsorpční kapacita, tak ze systému odtéká méně SO_4^{2-} , než do něj vstupuje. Snížení atmosférické depozice může vést k desorpci SO_4^{2-} a vyplavení více zadržených iontů SO_4^{2-} , než odpovídá vstupní úrovni (Kopáček & Stuchlík, 2002).

Emise amoniaku, které pocházejí převážně ze zemědělské činnosti, se též výrazně podílí na procesu okyselení. Amonné ionty (NH_4^+) jsou oxidovány bakteriemi na dusičnany (NO_3^-), při čemž vznikají kyselé vodíkové ionty (H^+). Zvýšená koncentrace aniontů a následné negativní hodnoty kyselinové neutralizační kapacity odrážejí vyčerpání uhličitánového pufracího systému a vzrůst koncentrace vodíkových iontů (Schindler, 1988; Vrba et al., 2000). Stupeň okyselení ovlivňují vlastnosti půd a skladba okolního geologického podloží. Především pak množství bazických kationtů vápníku (Ca^{2+}), hořčíku (Mg^{2+}), sodíku (Na^+) a draslíku (K^+), které jsou uvolňovány při zvětrávání těchto hornin. Půdy, které mají hodně bazických kationtů, jsou více odolné, protože jsou schopny déle neutralizovat acidifikující sloučeniny. Horské oblasti s kyselými a mělkými půdami, například podzoly, které se vyskytují na zvětrávajícím žulovém podloží, jsou nejvíce ohroženy acidifikací. Území, která se skládají z metamorfovaných či vyvřelých hornin jsou více náchylná k acidifikaci, je to ovlivněno zejména jejich pomalým zvětráváním. Mezi tyto citlivé horniny patří např. žula a další křemičité horniny (Vrba et al., 2000). Nárůst koncentrací H^+ iontů způsobuje pokles pH

a ovlivňuje rozpustnost některých prvků (hliníku (Al), mědi (Cu), železa (Fe), olova (Pb) a kadmia (Cd)), jejich následné vyplavování z půdy do vodních ekosystémů výrazně ovlivňuje organismy. Například iontová forma hliníku Al^{3+} působí toxicky na mnohé vodní organismy (Vrba et al., 2006). Postižen byl zooplankton, bentičtí bezobratlí a ryby, okyselení mělo za následek snížení jejich druhové diverzity, na některých lokalitách i jejich celkové vyhubení (Kopáček & Stuchlík, 2002).

V souhrnu tedy můžeme říci, že vlivem acidifikace došlo k výraznému poklesu pH, vyčerpání uhličitánového systému jezerních vod, vyplavení bazických kationtů z půd, zvýšenému rozpuštění a transport Al a dalších stopových prvků do vodních ekosystémů (Kopáček et al., 2001).

3 PROCES ZOTAVENÍ Z ACIDIFIKACE

Po zavedení přísných emisních limitů a programů na snížení emisí koncem 80. let byl zpozorován výrazný pokles emisí síry a oxidů dusíku. Následně byly zaznamenány první známky chemického zotavení povrchových vod. Nejprve došlo ke zvýšení pH a alkality vody. Vlivem redukce okyselujících složek došlo ke snížení vyplavování iontů Ca, Mg a Al do povodí (Kopáček et al., 2001). Jedním z hlavních důvodů zpomalení chemického zotavování z acidifikace je proces hystereze. Ten se projevuje tak, že přes výrazné snížení emisí, jsou v některých jezerech stále vysoké koncentrace SO_4^{2-} a NO_3^- iontů. Je to způsobeno tím, že došlo k nakumulování (saturaci) S a N v půdách a teď se pomalu z půd vyplavují ve formě SO_4^{2-} a NO_3^- iontů do povrchových vod (Kopáček et al., 2002). Výzkumy naznačují, že zotavení neprobíhá všude stejnou intenzitou. Ve vysokohorských oblastech, kde jsou obecně málo mocné půdy s nízkou retenční kapacitou, je odpověď na měnící se podmínky relativně rychlá. Naopak povodí jezer se silnými starými půdami a vysokou retenční schopností zadržet síru se zotavují pomaleji (Skjelkvåle et al., 2003).

Posouzení zotavování společenstva závisí na mnoha faktorech a je velmi komplikované. Důležitým faktorem může být volba stanoviště, nebo volba indikátorů (Yan et al., 2003). Studie provedené v Norsku a Kanadě prokázaly, že pelagické a litorální druhy koryšů (perloočky a klanonožci) v zooplanktonu mohou být využity jako dobré indikátory zotavení v jezerech, která byla zasažena acidifikací (Walseng et al., 2003). Zooplankton, zejména perloočky patří mezi nejcitlivější vodní organismy na kontaminaci kovy (Brix, DeForest & Adams, 2001), zejména rod *Daphnia* je velmi

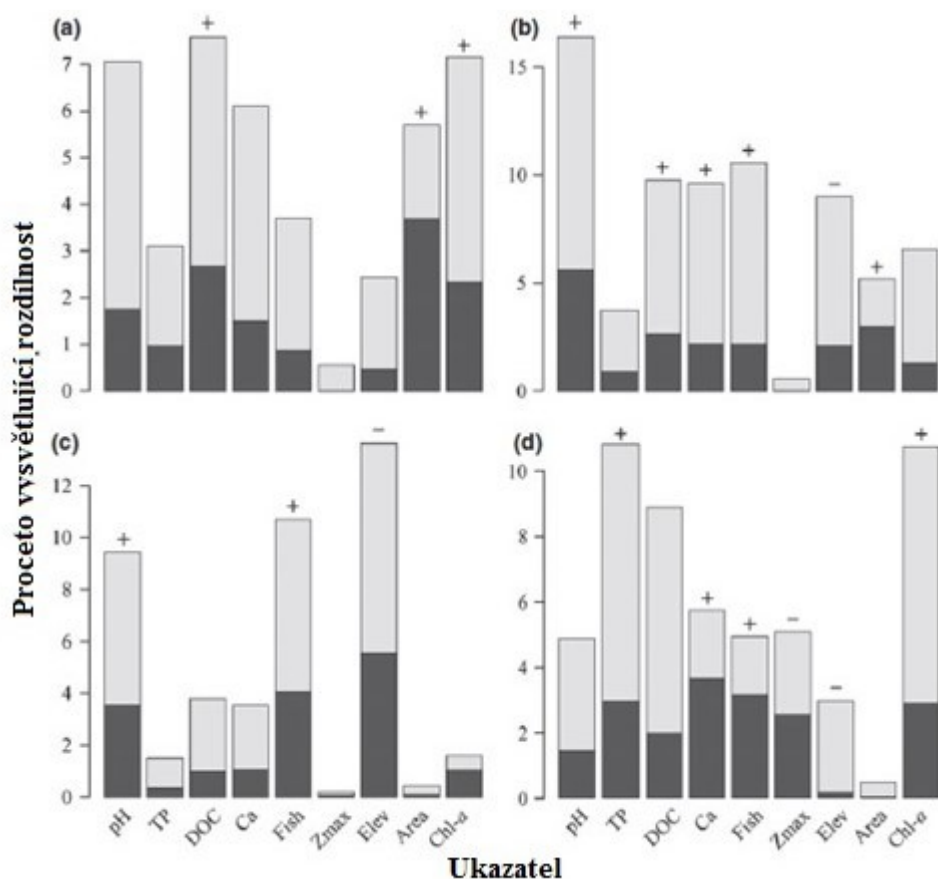
dobrým indikátorem ekologického stavu sladkých vod, protože hraje klíčovou roli v pelagických potravních sítích na mnoha lokalitách (Hesthagen et al., 2011). Indikátorem zotavujícího se společenstva může být například snížení počtů acido-tolerantních taxonů či rekolonizace acido-senzitivními druhy (Gray & Arnott, 2009). Zooplankton představuje rozhodující spojení toku energie a živin mezi primárními producenty a vyšší trofickou úrovní, a proto má zásadní význam v oživení ekosystému (Gray et al., 2012).

4 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ DRUHOVÉ SLOŽENÍ ZOOPLANKTONU

Zotavení společenstev začalo probíhat na mnoha lokalitách, je však značně opožděno. Příčinou mohou být kombinace místních biotických, abiotických a podmínek pro šíření kolonizujících druhů, které ovlivňují strukturu zotavujících se společenstev. Rozdílný význam těchto proměnných můžeme pozorovat při vytváření nových populací klanonožců, kteří jsou nejvíce ovlivněni podmínkami pro šíření, zatím co perloočky byly ovlivněny zejména abiotickými a biotickými podmínkami (Grey et al., 2012).

Některé studie se zaměřují na rozlohu jezera, jakožto faktor ovlivňující druhovou diverzitu zooplanktonu (O'Brien et al., 2004). Podobně byl zdokumentován vztah mezi pH a druhovou diverzitou (Brett, 1989) a množství chlorofylu-a nebo primární produkce byly zjištěny jako důležité ukazatele druhové bohatosti a diverzity (Dodson, Arnott & Cottingham, 2000). Vztah mezi druhovou bohatostí zooplanktonu nebo druhovou diverzitou a úrovní DOC není jasný, ale snížená koncentrace DOC může zvýšit penetraci UV-B záření, které působí negativně na zooplankton (Schindler et al., 1996; Keller et al., 2008). Přímá predace planktivorních ryb a nárůst bezobratlých predátorů v nepřítomnosti ryb (např. *Chaoborus*), může mít výrazné účinky na druhovou skladbu (Donald et al., 2001;). Ryby mohou být překážkou pro zotavení některých druhů zooplanktonu (Nilssen & Wærvang, 2002; Yan et al., 2004; Valois et al., 2010). V jezerech v Kilarney park (Kanada) však druhová diverzita i vyrovnanost, byly vyšší, tam kde byly přítomny ryby. Důvody pro tyto vztahy nejsou jasné. Dalším důsledkem změny fyzických a chemických změn jsou rozdílné interakce dravec-kořist po vymizení ryb, častý rozvoj pelagických bezobratlých a snížení druhové bohatosti (Gunn et al., 1998 podle Valois et al., 2010). Vzhledem k závažnosti a době setrvání změn

v chemismu, fyzikálních vlastnostech a v potravní řetězci, můžeme předpokládat malou rychlost obnovy, než budou všechny negativní faktory odstraněny (Yan et al., 2004).



Obrázek 1: Výsledky hierarchického rozdělení využívané k identifikaci důležitých ukazatelů jednorozměrných opatření ovlivňujících strukturu zooplanktonu. (a) druhová bohatost, (b) diverzita, (c) vyrovnanost a (d) celková abundance pro zooplankton. Data získaná ze 45 jezer v Killarney Park (Kanada) v roce 2005.

(Tmavě šedé části označují nezávislé procento variace odpovídající jednotlivým proměnným, zatímco světle šedá část reprezentuje společné příspěvky s ostatními proměnnými. Znaménko plus (+) indikuje pozitivní vztah mezi odezvou a ukazatelem a znaménko (-) indikuje negativní vztah.) (Grey et al., 2012). Upraveno podle Grey et al., (2012).

4.1 ABIOTICKÉ FAKTORY

4.1.1 pH

Zvýšené koncentrace vodíkových iontů (snížené pH) mohou vést ke zvýšení propustnosti membrán, což způsobuje osmoregulační potíže u mnoha zooplanktonních druhů (Locke, 1991, podle Gray & Arnott, 2009). V několika studiích byly identifikovány mezidruhové rozdíly v toleranci v regionech, které byly poznamenány acidifikací. Tyto mezidruhové rozdíly umožnily rozdělení druhů podle tolerance k okyselení a využití zooplanktonu jako indikátorů okyselení a zotavení (Keller et al., 1990).

Na mnoha lokalitách můžeme sledovat celkové zlepšení chemismu vod, které se zotavují z acidifikace. Periodické poklesy pH stále přetrvávají a ovlivňují senzitivní druhy vodních živočichů, jsou pozorovány zejména během hydrologických změn, jako jsou například zvýšení průtoku při jarním tání či intenzivních deštích (Yan et al. 2003). Pro přežití organismů je velice důležité, aby hodnota pH byla v průběhu roku co nejstabilnější, protože i krátkodobé výkyvy mohou mít negativní vliv na rychlost zotavení (Kowalik et al., 2007). Guérol et al. (1993) ve své studii zjistili, že limitní pH pro návrat citlivých taxonů je 5,8–6,2. Při epizodických poklesech může hodnota pH poklesnout až na hodnoty 4,5–5,0, současně při těchto hodnotách vykazují kovy nejvyšší toxicitu. Vodní stanoviště, které je za normálních podmínek vhodné pro návrat druhů, se za zvýšeného průtoku, kdy dochází ke snížení hodnoty pH a s tím spojenému zvýšení koncentrací kovů, může stát pro vodní organismy toxické. Důležitý je typ geologického podloží a půdy, protože biotopy s nízkou pufrací kapacitou jsou přirozeně náchylné k epizodickým acidifikacím (Kowalik et al., 2007).

4.1.2 ROZPUŠTĚNÝ ORGANICKÝ UHLÍK (DOC)

Rozpuštěný organický uhlík (DOC) je klíčovou proměnnou v boreálních jezerech. Je důležitým prvkem, který mění teplotní stratifikaci jezer (Fuentetaja et al. 1999, podle Keller, 2008), zeslabuje účinky škodlivého ultrafialového záření (UV) (Scully & Lean, 1995, podle Yan et al, 2004), vytváří důležité komplexy s kovy (Francko 1986, podle Keller, 2008) a je nezbytný zdroj energie pro potravní sítě ve vodních ekosystémech. DOC reprezentuje množství fulvokyselin a huminových kyselin, které jsou přirozeného původu, při vyšších koncentracích zabarvují vodu dohněda (Arvola et al. 1996). Vlivem acidifikace může dojít k poklesu koncentrace rozpuštěného organického uhlíku

ve vodách, a zapříčinit tak zvýšení průniku slunečního záření. Potencionálně škodlivé UV záření tak může v čistých sladkovodních jezerech dosáhnout hloubky až několika metrů. U některých druhů, které byly vystaveny vysokým dávkám UV záření se projevují dramatické změny, ovlivněno může být chování, distribuce i celková skladba zooplanktonu v čistých vodách (Yan et al., 2008). Například perloočky rodu *Daphnia* se v přírodě silně vertikálně vyhýbají UV záření. Během terénních pokusů byl pozorován u *Daphnia pulicaria* rychlý únik z povrchových vod do větší hloubky, kde byla exponována UV za přímého slunečního záření. Jednotlivé taxony zooplanktonu vykazují různé tolerance vůči UV záření, vířníci a klanonožci bývají mnohem více UV-tolerantní, než perloočky. Proti záření se některé druhy korýšů chrání zbarvením těla, například vznášivka *Arctodiaptomus alpinus* (Leech et al., 2005). Ve většině boreálních jezer jsou koncentrace DOC řádově jednotky miligramů na litr, toto množství poskytuje dostatečnou ochranu proti UV záření pro vodní organismy a omezuje průnik UV-B záření na několik decimetrů (Schindler et al., 1996). V jezerech, která byla zasažena acidifikací se koncentrace DOC výrazně snížily, zvýšené pronikání světelného záření tak způsobilo, že letní termokliny byly neobvykle hluboko (Yan, 1983 podle Yan et al., 2004). Zvýšila se též hloubka, ve které je možná fotosyntéza fytoplanktonu a řas. Při zvýšeném průniku UV-B může být fotoinhibice fytoplanktonu pozorovaná i v hloubce několika metrů. (Schindler et al., 1996). V extrémních případech zmizel studený hypolimnion, který důležitý pro přežití mnoha druhů (Moore, 1996 podle Yan et al., 2004).

Během zotavení chemismu vzrůstá pH půd a díky nižší iontové síle půdních vod se mohou fulvokyseliny a huminové kyseliny snadněji rozpouštět a jejich transport z půd do povrchových vod stoupá. Vzhledem k tomu, že jsou přirozeně značně kyselé, mohou zpomalovat regeneraci jezer z acidifikace. Působí však i pozitivně, vytváří sloučeniny s iontovým hliníkem, který tak převedou do netoxické formy a pomáhají tak snižovat toxicitu vody (Kopáček et al., 2015).

4.1.3 HLINÍK A JEHO VLIV NA DOSTUPNOST FOSFORU

Jedním z největších problémů acidifikovaných půd a vod je zvýšené vyplavování hliníku. Rozpustnost Al je závislá na pH okolního prostředí, v neutrálním prostředí se vyskytuje v nerozpustné formě $\text{Al}(\text{OH})_3$. Pokud klesne pH hodnota pod 5,5 začne se Al uvolňovat z půdy, jeho koncentrace se zvyšuje s klesajícím pH. Při této hodnotě pH

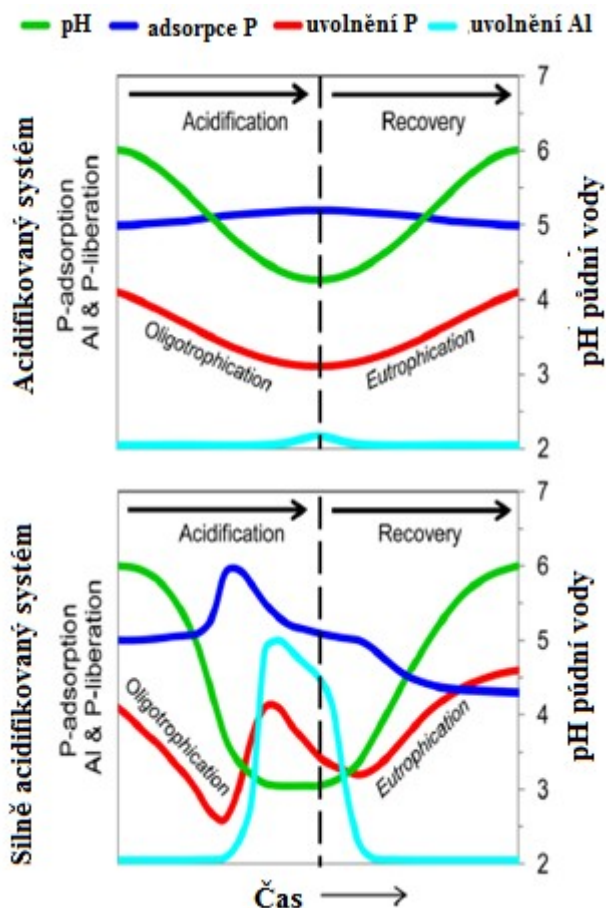
dojde i k vyčerpání uhličitánového pufracího systému a s následním poklesem na hodnoty pH kolem 4,5 se začnou z komplexních sloučenin uvolňovat ionty Al^{3+} . Hlinitý iont (Al^{3+}) je toxický pro řadu organismů, obecně se jako hranice toxicity uvádí 0,3 mg/l toxické frakce Al (Kopáček et al., 2000). Al se může srážet ve formě nerozpustného hydroxidu hlinitého na žábřácích ryb a zapříčinit tak jejich udušení (Driscoll, 1985). Fosfor je ve většině vodních ekosystémů živinou limitující rozvoj společenstva a jeho biomasu a produkci, ve vodě se nejčastěji vyskytuje ve formě fosfátů (PO_4^{3-}). Fosforečnanové ionty snadno vytváří jednoduché soli nebo komplexy s železem (Fe), hliníkem (Al) a vápníkem (Ca), jejich rozpustnost se mění v závislosti na pH. Množství Fe a Al hydr(oxidů) v sedimentech a v půdě má přímý vliv na mobilitu P a tedy i na strukturu a funkci celého ekosystému (Jan et al., 2015). Vliv pH na schopnost Al absorbovat P je znázorněn na obrázku č. 2.

V Tatrách zooplankton kompletně vymizel z jezer hodnotami pH mezi 5,2–6,2. Bylo prokázáno, že zooplankton nebyl ovlivněn poklesem pH vody, ale nízkým množstvím potravy, což bylo zapříčiněno procesem oligotrofizace (Fott et al., 1994). Křivka ve tvaru U znázorňuje vztah mezi biomasou fytoplanktonu a pH vody pozorované v tatranských jezerech s minimálními koncentracemi chlorofylu a při hodnotě pH 5,2–6,2, je velice podobná křivce, kterou popsal Almer v roce 1974 pro jezera v jižním Švédsku (kde nejnižší biomasa fytoplanktonu byla nalezena v jezerech s hodnotou pH 5,1–5,6 (Almer et al., 1974). Dickson (1980) potvrdil, že v rozmezí pH 4,6–6,5 se zvyšuje schopnost hliníku vysrážet se s reaktivním fosforem. Toto je klíčovým mechanismem procesu oligotrofizace acidifikovaných jezer tzv. acidifikací indukované oligotrofizace (Dickson, 1980, podle Hořická et al., 2006). Opačným procesem je tzv. acidifikací indukovaná eutrofizace jezer, která probíhá v silně acidifikovaných jezerech při $\text{pH} < 5,2$. Při tomto procesu dochází naopak k uvolňování sraženin Al a P, při tomto procesu se také vyplavují Al^{3+} ionty (Hořická et al., 2006; Kopáček et al., 2015).

Obrázek 2: Zjednodušené koncepční schéma vlivu okyselené půdní vody na schopnost hydroxidů hliníku (Al) adsorbovat fosfát, a na rovnováhu koncentrací fosfátu a Al v půdní vodě.

Horní panel: pH půdní vody klesá na hodnotu ~3,5, pozitivní náboj Al hydroxidu a jeho schopnost adsorbovat fosfát se zvyšuje, koncentrace fosfátu v půdním roztoku klesá, stejně jako vyluhování do povrchových vod, což způsobuje jejich oligotrofizaci.

Spodní panel: v silně acidifikovaných systémech, kde hodnota pH půdní vody klesne pod prahovou hodnotu ~3,5, Al hydroxid se rychle rozpouští, a adsorbovaný fosfát je vyluhován do povrchových vod, kde způsobuje přechodné oligotrofizace. Pokud silná acidifikace přetrvává Al hydroxid je vyčerpán a celková adsorpce půdního P se může snížit. Tento proces pokračuje i v první fázi zotavení. Při pH > 3,5 adsorpční schopnost zbývajících Al hydroxidů klesá a snižuje se jejich kladný náboj, loužení P opět vzroste, přičemž vyluhování Al přestane. Za předpokladu, že je produkce P zvětráváním v povodí nízká a atmosférický vstup stabilní, mohou tyto změny vést k přechodné oligotrofizaci a pak eutrofizaci (Kopáček et al., 2015). Upraveno podle Kopáček et al., (2015).



4.1.4 VÁPŇÍK

Vápník (Ca) je nezbytnou součástí schránek zooplanktonních korýšů a je potřebný pro jejich přežití a růst. Z okolní vody přijímají Ca v první řadě přes aktivní transport, Ca obsažený v přijímané potravě je méně důležitý (Cowgill, 1976, podle Jeziorski & Yan, 2006). Taxony s vysokými nároky na Ca mohou být negativně ovlivněny, pokud koncentrace Ca klesne pod prahové hodnoty, které jsou nezbytné pro jejich odpovídající příjmové rychlosti (Jeziorski & Yan, 2006). Zástupci rodu *Daphnia* mají vysoké nároky

na množství vápníku. Minimální koncentrace Ca pro přežití rodu *Daphnia* se zvyšují s rostoucí teplotou vody a snižující se dostupností potravy. Například při optimální teplotě a dostatku potravy může *Daphnia pulex* přežít při koncentraci Ca 0,5 mg/l, pokud však dojde k nárůstu teploty a snížení dostupnosti potravy, mohou být nutné koncentrace 1,5 mg/l (Ashforth & Yan, 2008; Yan et al., 2008). V posledních desetiletích koncentrace Ca v mnoha Kanadských jezerech značně poklesla, je to zapříčiněno intenzivní těžbou dřeva a vyplavením kationtů Ca z povodí, vzhledem k rychlosti zvětrávání a současným koncentracím se očekává pokračování tohoto poklesu (o 10–40%) (Keller et al, 2001; Watmough & Aherne, 2008). Předpokládá se tedy, že taxony s vysokými nároky, zejména velké rody *Daphnia* budou na tento pokles reagovat jako první. Klesající hladiny Ca mohou upřednostňovat druhy s nízkými nároky, jako je například *Holopedium gibberum*. V prostředí s extrémně nízkou koncentrací Ca mohou právě tyto druhy s nízkými nároky na Ca, či druhy bez schránek nahradit zooplanktonní korýše, jako dominantní faunu (Jeziorski & Yan, 2006). Nízké koncentrace vápníku jsou pravděpodobně jedním z faktorů, který může ovlivnit průběh zotavení kanadských jezer. Méně důležitý bude zejména pro vápněná jezera v severní Evropě, kde se koncentrace Ca zvyšují neutralizací vápencem (CaCO_3) nebo dolomitovým práškem ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Hesthagen et al., 2007).

4.2 BIOTICKÉ FAKTORY

4.2.1. MEZIDRUHOVÉ INTERAKCE

Při poklesu pH pod mezní hodnoty pro přežití vodních organismů dochází k jejich vymizení ze stanoviště. Na změnu podmínek však reagují jednotlivé taxony různě v závislosti na jejich toleranci vůči danému jevu. V důsledku toho dochází ke změně složení společenstev. Pro většinu acidifikovaných vod je typická přítomnost jednoho dominantního acido-tolerantního druhu klanonožce či perloočky, v Tatrách a šumavských jezerech je tímto druhem například *Chydorus sphaericus* (Hořícká et al., 2006; Vrba et al., 2009). Tyto acido-tolerantní druhy mohou zabraňovat úspěšnému návratu acido-senzitivních druhů, i když hodnota pH dosahuje prahové hodnoty 6,0, z důvodu obsazení jejich původních nik (Keller & Yan, 1998). Tuto situaci můžeme sledovat i tehdy, když dojde ke snížení počtu ryb nebo k jejich celkovému vymizení. Jejich funkce, jakožto vrcholových predátorů může být nahrazena bezobratlými dravci (Arnott et al., 2006), jako jsou například larvy koreter (*Chaoborus* spp.), vodní brouci či

ploštice čeledi Corixidae, ti mohou tvořit velké populace v jezerech, kde se nevyskytují ryby a tak narušovat oživení zooplanktonu (O'Brien et al., 2004; Gray D. K. et al., 2012). Experimenty prováděné v jezeře Swan poblíž Sudbury zjistily, že dravý brouk *Gradopherus liberus* mohl výrazně potlačit hustotu několika zooplanktonních druhů, včetně *Leptodiptomus minutus*, *Diaphanosoma birgei*, *Bosmina* spp., a kopepoditových stádií klanonožců. Tyto výsledky naznačují, že pradace *G. liberus* může být významnou překážkou pro zotavení zooplanktonu (Arnott et al., 2006). Koretry mohou ovlivnit druhovou skladbu perlooček, protože se zaměřuje na konzumaci malých perlooček, jako je například *Daphnia mendotae*. Několik studií naznačuje, že *Chaoborus punctipennis*, nejběžnější druh ve studovaných jezerech v Kilarney park (Kanada) upřednostňuje perloočky před klanonožci (Croteau, Hare & Marcoux, 2003). Při vysoké početnosti koreter může spotřeba malých druhů, jako je například *Bosmina* sp. či již zmiňovaná *D. mendotae*, překonat celkovou produkci kořisti (Yan et al., 1991). V jezerech, kde se současně vyskytují rybí populace i populace koreter není možné oddělit jejich vliv na zotavující se populace. Jsou-li přítomny ryby, tak vyvíjejí silný predanční tlak na koretry. V případě nepřítomnosti ryb se často koretrám velmi daří (Valois et al., 2010).

Abundance všech zooplanktonních druhů významně souvisí s přítomností alespoň jednoho z druhů ryb. Ryby si obvykle vybírají svou kořist podle velikosti a preferují větší druhy. Přímá predace může neúměrně ovlivnit velké rody *Daphnia* a potencionálně ohrožovat více zástupce perlooček než klanonožců (Nilssen & Wærvang, 2002; Yan et al., 2004). Pravděpodobnost výskytu větších druhů perlooček např. *D. middendordiana* byla menší, pokud byly přítomny ryby, jestliže byla tato perloočka v kontaktu s rybí populací, byla průměrná velikost těla jedinců menší, z důvodu silného predančního tlaku. A naopak u menších druhů, jako jsou např. *Daphnia longiremis* a *Bosmina longirostris* byla větší pravděpodobnost výskytu za přítomnosti ryb. Obecně tedy platí, že se menší druhy perlooček v hojném počtu vyskytují za přítomnosti ryb, zatímco větší druhy, které jsou pod silnějším predančním tlakem rybí populace, budou méně početné. (O'Brien et al., 2004).

4.2.2 KVALITA A MNOŽSTVÍ POTRAVY

Jak již bylo zmíněno, zooplankton může být vystaven přímému působení mnoha jevů způsobených acidifikací, spočívajících ve fyziologické citlivosti některých taxonů na

zvýšení pH či toxicitu některých kovů, mohou být však ovlivněna i nepřímo množstvím a kvalitou potravy. Acidifikace a zvýšené koncentrace hlinitých iontů zapříčinily pokles druhové bohatosti a biomasy fytoplanktonu, čímž došlo k poklesu primární produkce (Vrba et al., 2006, Kopáček et al., 2000) (Viz kapitola Hliník a jeho vliv na dostupnost fosforu). V oligotrofních jezerech byly pozorovány velice nízké koncentrace chlorofylu-a, který slouží jako ukazatel množství sinic a řas ve vodě. Filtrující druhy zooplanktonu jsou v těchto jezerech regulovány především množstvím potravy a tak dochází k snižování jejich množství a druhové diverzity (Persson, 2008). Tato situace byla pozorována v Tatrách mezi roky 2001-2002, hodnota pH vzrostla na hodnotu 5,2 a došlo k vysrážení P. Místní zooplankton téměř vymizel, protože neměl dostatek potravních zdrojů (Fott et al., 1994, Hořická et al., 2006).

Zooplankton se živí převážně řasami, ale i heterotrofními organismy (prvky a bakteriemi). Perloočky mohou být omezeny při výběru potravy velikostí ok v jejich filtračním aparátu, při nedostatku potravy mohou přizpůsobit hustotu, či plochu filtračního hřebínku a celkově tak zvětšit filtrační rychlost (Lampert & Brendelberger 1996). Potravou buchanek (Cyclopoida) jsou řasy i některé zooplanktonní druhy, při získávání potravy nevyužívají filtraci. Vířníci (Rotifera) jsou též filtrátoři a vířivým věncem si přihánějí potravu, která se skládá především z bakterií, řas a malých prvků (Brönmark & Hansson 2005).

Poměr biogenních prvků C:N:P v těle řas je proměnlivý, koncentrace jednotlivých prvků ve vodním prostředí nejsou konstantní a někdy dochází k limitaci některým z nich. Právě tato limitace ovlivňuje kvalitu řas, jakožto zdroj potravy pro některé živočichy. Kvalita potravy je důležitý faktor pro růst, přežívání a rozmnožování sladkovodního zooplanktonu. Jednotlivé druhy zooplanktonu se liší poměrem C:N:P v biomase a proto mají rozdílné nároky na kvalitu potravy, pokud konzumují dostatečně kvalitní potravu projeví se to na jejich rychlosti růstu. Rod *Daphnia* je rychle rostoucí herbivor, který pro svůj růst potřebuje velké množství P v potravě. Klanonožci mají naopak v těle menší podíl P, než perloočky, to vypovídá o tom, že jsou to pomalu rostoucí organismy a vyhovuje jim potrava s nižším poměrem N:P (Sterner a kol. 1993). V jezerech, která jsou limitovaná P můžeme pozorovat snížení růstových rychlostí a rozmnožování u taxonů s nízkým poměrem N:P a vysokými nároky na P. Rod *Bosmina* a někteří zástupci skupiny Copepoda jsou považovány za pomalu rostoucí druhy, nemají tak vysoké nároky na P, proto jejich růst není nijak výrazně limitován

v jezerech, která jsou oligotrofní, jako je to například u rodu *Daphnia*. Růst vířníků při limitaci dusíkem a fosforem je velice podobný jako u perlooček (Schulz & Sterner 1999). Kvalitou a množstvím potravy je též ovlivněna schopnost rozmnožování a množství potomků. Při nedostatku P můžeme u rodu *Daphnia* pozorovat nižší rozmnožovací schopnost i menší počet vajíček, která mají menší velikost i menší množství vaječného žloutku (Sterner a kol. 1993).

4.3 ŠÍŘENÍ KOLONIZUJÍCÍCH DRUHŮ

Možnost šíření kolonizujících druhů v průběhu procesu zotavení je nejméně prostudovaný aspekt v procesu obnovy (Gray & Arnott, 2009). Pravděpodobnost úspěšného šíření a rekolonizace závisí na celé řadě faktorů, mezi něž patří izolace (vysoká nadmořská výška), doba trvání stresoru a výsledné vyčerpání vaječné banky (Grey et al, 2012). Zooplanktonní kolonisté mohou přijít ze tří zdrojů: (1) Jezerní populace, která v nízkém počtu přežila na bezpečném stanovišti, (2) rezistentní vajíčka či jedinci ve stádiu diapauzy v jezerních sedimentech a (3) přenesením z okolních jezer. Rozsáhlé regionální poškození stanoviště může snížit diverzitu kolonizujících druhů, stejně jako dlouhodobé poškození může mít za následek vyčerpání pozůstalých populací a pohřbení jedinců ve fázi diapauzy (Cohen & Shurin, 2003). Omezené možnosti šíření jsou méně významné pro některé zooplanktonní druhy, které jsou schopny produkovat rezistentní vajíčka. Tato vajíčka zůstávají životaschopná po desetiletí (Hairston et al., 1995) a umožňují druhům, které obývaly jezero před nástupem acidifikace rekolonizovat stanoviště, jakmile jsou podmínky vhodné pro přežití. Klanonožci nejsou schopni vytvářet rezistentní vajíčka a mohou tedy být tímto faktorem ovlivněni více než perloočky (Binks et al., 2005).

Kouhout a Fott (2006) prokázali význam omezené možnosti šíření pro obnovu populace buchanky *Cyclops abyssorum* v Plešném jezeře. Tento druh buchanky vymizel v Plešném jezeře během vrcholu acidifikace v roce 1980. Nicméně když vzrostla hodnota pH nad 5 byla provedena reintrodukce spolu s dalším vyhubeným druhem *Daphnia longispina*. I když bylo zavedení *D.longispina* neúspěšné, Kohout a Fott (2006) potvrdili úspěšné zavedení *C.abyssorum*, již v následujícím roce byli nalezeni potomci původních vysazených jedinců. Úspěšné zavedení *C.abyssorum* naznačuje, že omezená možnost šíření byla primární faktor, který omezoval rekolonizaci tohoto druhu v Plešném jezeře (Kohout & Fott, 2006).

5 LOKALITY

Jezera, která byla nejvíce poznamenána acidifikací se nacházejí ve východní Severní Americe a Střední a Severní Evropě. Přestože ve většině oblastí světa postižených antropogenní acidifikací došlo ke zlepšení chemického složení vod a vytvoření příznivějších podmínek pro život organismů, projevilo se zotavení biologické složky většinou jen v omezené míře a to pouze na některých místech (Walseng a kol., 2001). Studie provedené v Severní Americe a Evropě ukázaly výraznou, i když často neúplnou obnovu zooplanktonu v jezerech, které dosáhly hodnoty $\text{pH} > 6,0$. Údaje shromážděné ve Střední Evropě vykazují mírné zotavení silně postižených šumavských jezer, částečná obnova druhové bohatosti byla zaznamenána v tatranských horských jezerech (Vrba et al., 2009; Hořická et al., 2006).

Lze předpokládat, že další pokles emisí vyvolá zlepšení chemických poměrů i následné kladné změny v oživení a počtu zooplanktonu. Proces biologického zotavování z acidifikace je však důsledkem velkého množství vzájemně se ovlivňujících abiotických a biotických faktorů a jeho mechanismy jsou zčásti dosud neznámé (Walseng a kol., 2001).

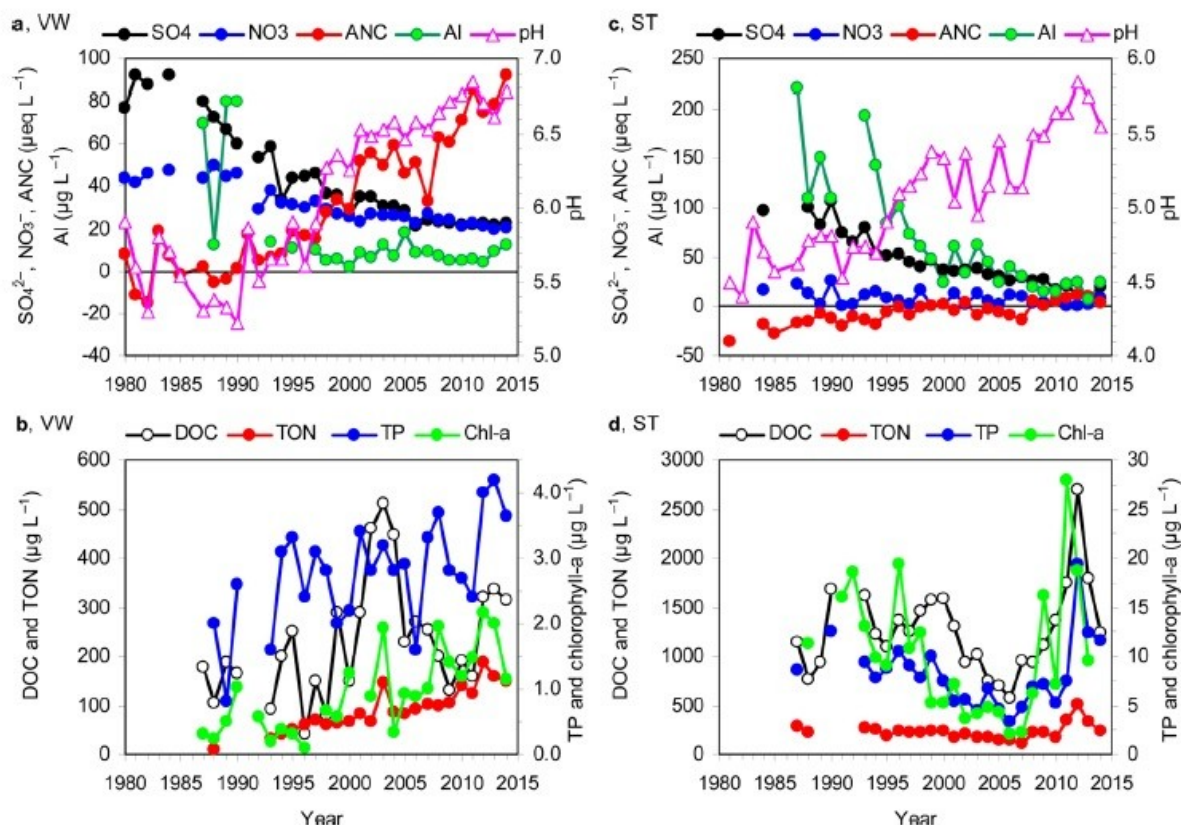
5.1 TATRY

Tatranská jezera byla silně poznamenána kyselou atmosférickou depozicí koncem 50. let, vrchol acidifikace byl zaznamenán koncem 70. a začátkem 80. let. Od konce 80. let zde dochází k pomalému zotavení. Rozsah okyselení se zde výrazně liší pro jednotlivá jezera, což je ovlivněno především jejich kyselinovou neutralizační kapacitou (KNK) a koncentrací dvojmocných kationtů (Ca^{2+} a Mg^{2+}) (Kopáček et al., 2004).

Produktivita těchto jezer byla silně limitovaná P. Hodnota pH u 20 studovaných jezer vzrostla mezi roky 1990-2010 z hodnot 4,5–6,8 na 5,5–7,5. Podobně jako u ostatních sledovaných povrchových vod zotavujících se z acidifikace bylo pH vody doprovázeny rostoucím koncentracemi DOC, v Tatrách s průměrnou mírou 12–16 $\mu\text{g/l/rok}$. V jezerech, kde došlo k vyčerpání uhličitánového pufrčního systému koncentrace celkového fosforu (TP) během první etapy obnovy poklesly, když však pH překročilo hodnotu 5,5, koncentrace TP vzrostly. K výraznému zvýšení koncentrací TON a chlorofylu-a došlo u 80% a 50% jezer, s průměrnými sazbami $3,5 \pm 1,6$ a $0,12 \pm 0,29$ $\mu\text{g/l/rok}$, v daném pořadí (Kopáček et al., 2015).

Rostoucí koncentrace P v Tatranských jezerech jsou výsledkem jejich zotavení z okyselení, tento jev může být obecně platný pro všechny oblasti, které se zotavují (Kopáček et al., 2015).

Acidifikace v Tatrách se projevila mnohem výrazněji, než na jiných lokalitách ve světě. V acidifikovaných jezerech v Kanadě či Norsku došlo k výraznému snížení počtu druhů zooplanktonu, zatímco v Tatrách došlo úplnému vymizení planktonních korýšů a zooplanktonu vůbec. Předpokládá se, že důvod pro celkové vymření zooplanktonu v silně acidifikovaných jezerech ($\text{pH} < 5,2$), je vyplavení toxických iontů Al^{3+} , které se vylouhovaly z půdy vlivem nízkého pH. V těchto jezerech byl zaznamenán pouze jediný druh acid-tolerantní perloočky *Chydorus sphaericus* (Fott et al., 1994). Zooplankton v jezerech v kategorii acidifikovaných ($\text{pH} 5,2\text{--}6,2$) byla poznamenána zejména nedostatkem potravy - tzv. acidifikací indukovaná oligotrofizace. Při tomto procesu dojde k vysrážení P, který je nezbytnou živinou pro fytoplankton s ionty Al^{3+} . Právě v těchto jezerech došlo k absolutnímu vymizení zooplanktonu (Hořická et al., 2006). Jezera s hodnotou $\text{pH} > 6,2$ byla klasifikována jako neacidifikovaná, složení zooplanktonu se nezměnilo. Původní typické druhy korýšů (Crustacea) pro tatranská jezera jsou například *Daphnia obtusa*, *Daphnia pulicaria*, *Cyclops abyssorum* a *Daphnia pulex* (Fott et al., 1994). Původní dominantní druhy planktonních korýšů byly na některých lokalitách nahrazeny acido-tolerantními druhy, jako jsou například *Acanthocyclops vernalis*, *Chydorus sphaericus* a *Eucyclops serrulatus* (Hořická et al., 2006). Výrazné známky zotavení zooplanktonu z acidifikace byly v roce 2000 zaznamenány ve čtyřech z celkového počtu jedenácti acidifikovaných a dvou silně acidifikovaných jezer nad hranicí lesa větších než 0,3 ha. V těchto jezerech se objevily původní duhy planktonních vířníků (*Rotatoria*) a původní druhy planktonních korýšů. V dalších pěti se vytvořily stabilní populace původních vířníků a ve zbylých pěti se neprojevovaly žádné známky zotavení zooplanktonu (Stuchlík, 2003).



Obrázek 3: Dlouhodobé trendy v koncentracích síranů (SO_4^{2-}), dusičnanů (NO_3^-), kyselinové neutralizační kapacity (ANC), reaktivního hliníku (Al), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického dusíku (TON), celkového fosforu (TP) a chlorofylu-a.

Panel a, b – Vyšné Wahlenbergovo pleso (VW)

Panel c, d – Starolesnianske pleso (ST) v Tatrách v období jejich maximální acidifikace a obnovy (1990-2014) (Kopáček et al., 2015).

5.2 ŠUMAVA

Atmosférická depozice zde vyvrcholila počátkem 80. let 20. století, od té doby došlo k výrazné změně chemismu místních jezer. Horninové podloží je tvořeno převážně křemencem, rulou a žulou, jezera jsou tak přirozeně náchylná k okyselení, protože leží na pomalu zvětrávajícím podloží. Navíc jsou položena ve vysoké nadmořské výšce s nízkou teplotou a značnými srážkovými úhrny, je zde též přítomno malé množství mělkých půd s nízkým obsahem kationtů (Vrba et al., 2000). Postupná oligotrofizace jezer vedla k výraznému poklesu biomasy fytoplanktonu i zooplanktonu, následně došlo i k úplnému vyhynutí mnoha planktonních korýšů. Dosavadní studie naznačují, že složení i celková biomasa planktonu v šumavských jezerech jsou limitovány zejména přísunem fosforu a hliníku do jednotlivých jezer (Vrba et al., 2001). Na přelomu 70. a 80. let v jezerech přežívali jen acido-tolerantní druhy, například v litorálu drobné

perloočky z čeledi Chydoriade. Z vířníků pak ojediněle *Brachionus sericus*, *Keratella serrulata*, *Microcodon clavus*, *Polyarthra remata* a *Heterocope saliens*. V Prášílském jezeře přečkaly vrcholnou acidifikaci tři druhy planktonních korýšů – perloočky *Daphnia longispina*, *Polyphemus pediculus* a buchanka *Cyclops abyssorum*, které v okolních jezerech téměř vyhynuli. Tyto duhy v Prášílském jezeře přežily díky nízkým koncentracím hliníku, které jsou poloviční, oproti ostatním jezerům (Fott et al., 1994).

V 90. letech byly zaznamenány první náznaky biologického zotavení. Mezi první patřil postupný nárůst biomasy fytoplanktonu v Plešném jezeře, který byl doprovázen výrazným nárůstem početnosti vířníků. Dalším důkazem byl postupný návrat perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* do Černého (1997), Čertova (2007) i Prášílského jezera (2002). Zaznamenán byl i návrat mírně acido-tolerantního vířníka *Keratella hiemalis* v jezerech Laka, Čertově i Černém. Roklanské jezero je posledním acidifikovaným jezerem, které zůstává nadále bez planktonních korýšů, dominujícím druhem je zde vířník *Microcodon clavus* (Vrba et al., 2009). V roce 2014 byla hodnota pH u sledovaných jezer v rozmezí 4,6–5,7, nejnižších hodnot dosahovalo pH v Čertově jezeře a nejvyšších v jezeře Laka. Koncentrace reaktivního Al a labilního Al se pohybovaly v rozmezí 118–601 a 11–470 µg/l. Je zřejmé, že šumavská jezera v posledních letech vykazují náznaky chemického zotavení z acidifikace, u všech jezer došlo ke vzrůstu pH a snížily se koncentrace Al (Ungermanová et al. 2014).

5.3 SEVERNÍ EVROPA

NORSKO

K výraznému okyselení tisíců jezer v jižním Norsku začalo docházet v 50. letech 20. století. Nedávné studie prokázaly, že již mnoho citlivých jezer prochází přírodním chemickým zotavením, bylo zaznamenáno i několik případů biologického oživení (Skejlkvåle a kol., 2007). Kromě toho byl v Norsku zaveden vápnicí program pro zlepšení kvality vody u tisíců jezer a řek. Metoda vápnění se používá v Norsku již od 80. let. Uskutečnilo se zde několik studií o vlivu vápnění na vodní organismy. Populace zooplanktonu se obnovily ve většině vápněných jezer. Bylo zjištěno, že po dvaceti letech vápnění reaguje zooplankton na zlepšení vody daleko lépe než ryby. Hodnota pH se v jezerech před vápněním pohybovala mezi 4,5–4,8 v letech 2002 a 2004 bylo pH v rozmezí hodnot 6,2–6,9 (Hesthagen et al., 2007), po tomto nárůstu hodnoty pH byl

zaznamenán návrat několika druhů perlooček - *Bosmina longispina*, *Daphnia brachyurum*, *Acropercus harpae*, *Alona affinis* a *Polyphemus pediculus* a buchaneky *Macrocyclus albidus* (Walseng a kol., 2001). Wærva°gen & Nilssen, (2003) sledovali 28 acidifikovaných jezer v průběhu chemického zotavení po vápnění, byla zaznamenána poměrně rychlá obnova populací vířníků a buchanek, v tomto pořadí. Po vápnění se také častěji vyskytují druhy *Sida crystallina*, *Acropercus harpae*, *Alona guttata*, *Eurycercus lamellatus* a *Ceriodaphnia quadrangula*. I v dalších jezerech Norska se po několika letech od ústupu silné acidifikace objevily acidosenzitivní druhy *Alona rectangula*, *Daphnia* a *Eucyclops macrurus* (Walseng a kol., 2001).

Navzdory tomuto mírnému zlepšení, zůstává stále mnoho jezer příliš acidifikovaných, což brání úplnému zotavení zooplanktonu. Dlouhodobý monitoring norských jezer prokázal, že pouze 17% jezer, u kterých byla roku 1986 hodnota pH < 6,0 podstoupilo přírodní chemické zotavení, překonalo tuto hodnotu do roku 2006 (Gray & Arnott, 2009).

ŠVÉDSKO

Více než 40% Švédských jezer bylo postiženo acidifikací, což vedlo k poklesu druhové bohatosti zooplanktonních koryšů i vířníků (Henrikson & Brodin 1995, podle Gray & Arnott, 2009). Přibližně 50% z postižených jezer bylo ošetřeno vápencem. Zotavení zooplanktonu bylo detailně zkoumáno jen u několika vápněných jezer, regionální posouzení zotavení je však nedostatečné. Eriksson et al. (1983) v jedné z prvních švédských studií zjistili zvýšení početnosti a bohatství zooplanktonních koryšů a vířníků ve 13 studovaných jezerech, po 4 letech vápnění. Nalezené druhy byly podobné těm původním v neacidifikovaných jezerech (Eriksson et al. 1983, podle Gray & Arnott, 2009). Přítomnost rozrůstajících se rybích populací je důležitým faktorem pro úplné zotavení zooplanktonu u těchto jezer (Gray & Arnott, 2009). Posouzení biologického zotavení místních jezer je dosti brzděno špatnými daty z období před acidifikací (Holmgren, 2014).

5.4 KANADA

SUDBURY

Jezera v okolí města Sudbury v provincii Ontario byla zasažena atmosférickou depozicí již kolem roku 1920, acidifikace dosáhla vrcholu v 60. a 70. letech (Grey et al., 2012). Došlo k poklesu druhové bohatosti i relativní početnosti korýšů, vířníku i ryb. Byl zaznamenán nejen vysoký pokles pH, ale též vysoké koncentrace kovů, jako jsou Cu a Ni, zdrojem byl místní metalurgický průmysl. Následné snížení emisí vedlo k růstu pH a výraznému poklesu koncentrací kovů, v mnoha jezerech je však stále hodnota $\text{pH} < 6,0$ (Keller et al., 2007). Během 90. let zde proběhlo několik průzkumů k posouzení zotavení, bylo zjištěno zlepšení stavu zooplanktonu a nárůst druhové bohatosti (Keller and Yan, 1998). Klanonožci byli schopni lokality kolonizovat rychleji než perloočky (Cáceres & Soluk, 2002), zotavení perlooček je minimální, důvodem bude pravděpodobně intenzivní tlak bezobratlých predátorů a přetrvávající toxicita kovů (Valois et al., 2010). Podle Palmera a kol. (2013) jsou v jezerech v okolí Sudbury klanonožci v současné době hlavní složkou zooplanktonu, jejich zotavení je skoro kompletní a z kolonizujících druhů se vytvořily stabilní populace. Na některých lokalitách zůstávají perloočky tolerantní vůči acidifikaci a toxicitě kovů, jako *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops vernalis* a *Chydorus sphaericus* dominujícími druhy ve skladbě, ale kolonizace větších druhů perlooček proběhly neúspěšně. (Valois et al., 2010).

KILLARNEY PARK

Jezera v nedalekém Killarney Provincial Park byla také poznamenána emisemi z hutní oblasti v okolí Sudbury. Desítky jezer byly acidifikovány, což zapříčinilo vymizení několika acido-senzitivních druhů. Po následném snížení emisí došlo u mnoha jezer k nárůstu pH (Keller et al., 2007). Byl zaznamenán nárůst druhové bohatosti v zotavujících se jezerech, druhová bohatost však zůstává nízká ve srovnání s jezery, které mají neutrální pH (Locke et al., 1994). Holt & Yan (2003) sledovali zotavení 46 místních jezer a zjistili, že jezera, která se zotavila na hodnotu $\text{pH} > 6,0$ mají zooplankton velice podobný s jezery, která nebyla nikdy okyselena. Nicméně hodnota druhové bohatosti pro jezera s $\text{pH} > 6,0$ nevykazovala známky oživení (Holt and Yan 2003). Jednorozměrné metriky však prokázaly jen malý důkaz celkové obnovy (Shead, 2007). V roce 2005 byl zaznamenán návrat několika acido-senzitivních druhů, jednalo

se zejména o *Daphnia mendotae*, *Daphnia longiremis* a *Daphnia Thomasi*. V acidifikovaných jezerech je dominantním druhem buchanka *Leptodiatomus minutus*. Nedávné invaze dravé perloočky *Bythotrephes longimanus* v některých jezerech mohou být odpovědné za změny ve složení zooplanktonu v některých neutrálních jezerech (Gray et al., 2012).

Faktory, které brzdí biologické zotavení jsou především pH, které přibližně u 48% sledovaných jezer nepřekročilo limitní hodnotu 6,0 a vysoké koncentrace kovů, zejména Cu a Ni (Gray et al., 2012).

Je velice náročné posoudit kompletní zotavení pro celé regiony, pro mnoho oblastí jsou data nedostatečná. Například bylo acidifikací postiženo mnoho jezer ve Spojeném království a Finsku. Výrazně zasažené oblasti jsou též ve Spojených státech amerických, včetně jezer v pohoří Adirondack ve státě New York a jezer v oblasti Atlantic v Kanadě. Z těchto oblastí je publikováno několik studií, které dokumentují vliv acidifikace na místní zooplankton, nejsou však zatím aktuální studie, které by umožňovaly porovnání jejich aktuálního stavu (Gray & Arnott, 2009).

ZÁVĚR

1. Acidifikace vedla ke změnám chemismu a trofie mnoha horských jezer a potoků. Na které zooplankton reagoval. Na některých lokalitách došlo ke snížení druhové diverzity a někde dokonce i celkovému vymizení zooplanktonu (Tatry a některá jezera na Šumavě). Na mnoha lokalitách byly zaznamenány náznaky biologického zotavení, které však proběhlo mnohem pomaleji, než se očekávalo a není ještě zcela kompletní.
2. Chemismus vody je pravděpodobně nejdůležitější faktor, který omezuje zotavení zooplanktonu v jezerech v oblasti Sudbury, Šumavy, Killarney Park a Norska. Špatné možnosti pro šíření pravděpodobně zpomalují rekolonizaci v Norsku, Švédsku a na Šumavě. Rezistence acido-tolerantních druhů a predace bezobratlých predátorů z důvodu nepřítomnosti ryb, jsou důležité zejména pro norská a švédská jezera. Predace bezobratlých zejména koreter (*Chaoborus*), může ovlivňovat oživení v některých jezerech v oblasti Sudbury a Killarney Park, které postrádají planktivorní ryby. Vzhledem k našim dosavadním poznatkům o procesu obnovy, mohou být výše uvedené faktory dobrým vysvětlením pro pomalé oživení zooplanktonu.
3. V souhrnu, nejnovější studie v regionu Sudbury naznačují, že chemismus vody se výrazně zlepšil a zooplankton se zotavuje, druhová bohatost v zotavených jezerech však nedosahuje stejných hodnot jako v jezerech neutrálních. Studie z oblasti Killarney Provincial Park měly smíšené výsledky. Chemicky zotavená jezera ($\text{pH} > 6,0$) mají zooplanktonní korýše podobné s jezery neutrálními, obnova však není zcela kompletní. Některé ze studií, které byly provedeny v Norsku a Švédsku naznačují, že jejich program vápnění má úspěch. Druhová bohatost zooplanktonních korýšů naznačuje zotavení ve většině vápněných jezer, nicméně je minimum důkazů zotavení rybích populací. Nedávné studie šumavských jezer svědčí o drobném zotavení vířníků a zooplanktonních korýšů, zotavení však není ještě zcela kompletní. Výrazné známky zotavení zooplanktonu se projevily přibližně u poloviny tatranských jezer, zaznamenán byl návrat planktonních korýšů i vířníků.
4. Ve většině studií byly nejčastěji používané metriky zahrnující druhové bohatství, indikační druhy a relativní abundanci druhů, jiné studie využívají druhovou

diverzitu jako jediný ukazatel zotavení. Nicméně by bylo lepší, kdyby byly použity v analýzách i další metriky, aby byly závěry robustnější.

5. Některé další studie by se mohly zaměřit zejména na některé z těchto faktorů, které jsou zatím nedostatečně zdokumentované. Byly by to zejména možnosti šíření a vliv kvality potravy na zotavující se společenstva.
6. Má diplomová práce bude tématicky navazovat na mou bakalářskou práci. Budu se v ní zabývat rekolonizací šumavských jezer perloočkami rodu *Daphnia*.

Cílem diplomové práce bude:

- pomocí genetických markerů stanovit, odkud pochází *Daphnia longispina*, která se nyní ve velmi početně omezené populaci v Plešném jezeře nachází
 - zda se jedná o populaci z repatriačního pokusu, která přežila pouze ve formě trvalých vajíček, nebo zda se jedná o populaci založenou z inokula přineseného kachnami z okolí Lipna
- stanovit velikost populace perlooček v Plešném jezeře pomocí podrobného vzorkování
- srovnáním vzorkování z více sezón zhodnotit a předpovědět, jak bude osídlování jezera perloočkami probíhat

POUŽITÉ ZDROJE

Almer B., Dickson W., Ekström C., Hörnström E. & Miller U. (1974). Effect of Acidification on Swedish Lakes. *Ambio* ,1, Royal Swedish Academy of Science, Sweden, 30 – 36.

Arnott S.E., Jackson A.B. & Alarie Y. (2006). Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25(4), 811–824

Arvola L., Kankaala P., Tulonen T. & Ojala A. (1996). Effects of phosphorus and allochthonous humic matter enrichment on the metabolic processes and community structure of plankton in a boreal lake (Lake Paajarvi). *Can.J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1646–1662.

Ashforth D. & Yan N.D. (2008). The interactive effects of Ca concentration and temperature on the survival and reproduction of *Daphnia pulex* at high and low food concentrations. *Limnol. Oceanogr.*, 53, 420–432.

Binks J. A., Arnott S.E. & Sprules, W.G. (2005). Local factors and colonist dispersal influence crustacean zooplankton recovery from cultural acidification. *Ecol. Appl.* 15(6), 2025–2036.

Brett M.T. (1989). Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water, Air, & Soil Pollution*, 44, 387–414.

Brix K. V., DeForest D.K. & Adams W.J. (2001). Assessing acute and chronic copper risks to freshwater aquatic life using species sensitivity distributions for different taxonomic groups. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 1846–1856.

Brönmark Ch. & Hansson L.A. (2005) The biology of lakes and ponds-2nd ed. *Oxford University Press, University of Oxford*, 285.

Cáceres C.E. & Soluk D.A. (2002). Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia*, 131, 402–408.

Cohen G.M. & Shurin J.B. (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, 103(3). 603–617.

***Cowgill U.M.** (1976). The chemical composition of two species of *Daphnia*, their algal food and their environment. *Sci. Total. Environ.*, 6, 79–102.

Croteau M.N., Hare L. & Marcoux P. (2003). Feeding patterns of migratory and non-migratory fourth instar larvae of two coexisting *Chaoborus* species in an acidic and metal contaminated lake: importance of prey ingestion rate in predicting metal bioaccumulation. *Archiv fur Hydrobiologie*, 158, 57–74.

***Dickson W.** (1980). Properties of acidified waters, 75–83. In: Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., SNSF-project. Oslo, Norway.

- Dodson S.I., Arnott S.E. & Cottingham K.L.** (2000). The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81, 2662–2679.
- Driscoll Ch.T.** (1985). Aluminum in acidic surface waters: chemistry, transport, and effects. *Environ Health Persp*, 63, 93–104.
- *Eriksson F., Hörnström E., Mossberg P. & Nyberg P.** (1983). Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia*, 101(1–2), 145–163.
- Fott J., Pražáková M., Stuchlík E. & Stuchlíková Z.** (1994). Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia*, 274, 37–47.
- *Francko D. A.** (1986). Epilimnetic phosphorus cycling: influence of humic materials and iron on coexisting major mechanisms. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.*, 43, 302–310.
- *Fuentetaja P. A., Dillon P.J., Yan N.D., and McQueen, D.J.** (1999). Significance of dissolved organic carbon in the prediction of thermocline depth in small Canadian Shield lakes. *Aquat. Ecol.*, 33, 127–133.
- Gray D.K. & Arnott S.E.** (2009). Recovery of acid damaged zooplankton communities: measurement, extent and limiting factors. *Environmental Reviews*, 17, 81–89.
- Gray D. K., Arnott S. E., Shead J. A. & Derry A. M.** (2012). The recovery of acid-damaged zooplankton communities in Canadian Lakes: the relative importance of abiotic, biotic and spatial variables. *Freshwater biology*, 57, 741–758.
- *Gunn J.M. & Mills K.H.** (1998). The potential for restoration of acid-damaged lake trout Lakes. *Restoration Ecology*, 6, 390–397.
- Guérolde F., Vein D., Jacquemin G. a Moreteau J.C.** (1993). Impact de l'acidification des ruisseaux vosgeins sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *C. R. Acad. Sci.Paris, Science de la vie* 316, 1388–1392.
- *Henrikson L. & Brodin Y.W.** (1995). Liming of acidified surface waters: A Swedish synthesis. Springer-Verlag, Berlin. 458 pp.
- Hesthagen T., Walseng B., Karlsen L.R. & Langåker R.M.** (2007). Effects of liming on the aquatic fauna in a Norwegian watershed: Why do crustaceans and fish respond differently? *Water Air Soil Poll*, 7(1–3), 339–345.
- Hesthagen T., Fjellheim A., Schartau A.K., Wright R. F., Saksgård R. & Rosseland B. O.** (2011). Chemical and biological recovery of Lake Saudlandsvatn, a formerly highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *Science of the Total Environment*, 409, 2908–2916.
- Holmgren K.** (2014). Challenges in assessing biological recovery from acidification in Swedish lakes. *AMBIO*. 43, 19–29.

Holt C. & Yan N. D. (2003). Recovery of crustacean zooplankton communities from acidification in Killarney Park, Ontario, 1971–2000: pH 6 as a recovery goal. *Ambio*, 32(3), 203–207.

Hořická Z., Stuchlík E., Hudec I., Černý M & Fott J. (2006). Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: The Tatra mountains (Slovakia, Poland). *Biologia Bratislava*, 61, 121–134.

Jan J., Borovec J., Kopáček J. & Hejzlar J. (2015). Assessment of phosphorus associated with Fe and Al (hydr)oxides in sediments and soils. *J. Soils Sediments*, 15, 1620–1629.

Jeziorski A., Yan N.D. (2006). Species identity and aqueous calcium concentrations as determinants of calcium concentrations of freshwater crustacean zooplankton. *CAN J FISH AQUAT SCI*, 63(5), 1007–1013.

Keller W., Yan N.D., Holtze K.E. & Pitblado J. R. (1990). Inferred effects of lake acidification on *Daphnia galeata mendotae*. *Environ. Sci. Technol.* 24(8), 1259–1261.

Keller W. & Yan N.D. (1998). Biological recovery from lake acidification: zooplankton communities as a model of patterns and processes. *Restoration Ecology*, 6, 364–375.

Keller W., Yan N.D., Gunn J.M. & Heneberry J. (2007). Recovery of acidified lakes: Lessons from Sudbury, Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 7(1–3), 317–322.

Keller W., Paterson A.M., Somers K.M., Dillon P.J., Heneberry J. & Ford A. (2008) Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 786–795.

Kohout, L. & Fott, J. (2006). Restoration of zooplankton in a small acidified mountain lake (Plešné Lake, Bohemian Forest) by reintroduction of key species. *Biologia (Bratisl.)*, 61, 477–483.

Kopáček J., Hejzlar J., Borovec J., Porcal P. & Kotorová I. (2000). Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 45, 212–225.

Kopáček J., Hejzlar J., Kaňa J. & Porcal P. (2001). Faktory ovlivňující chemismus šumavských jezer. *Aktuality šumavského výzkumu*, 63–66.

Kopáček J., Stuchlík E., Veselý J., Schaumburg J., Anderson I. C., Fott J., Hejzlar J. & Vrba J. (2002). Hysteresis in reversal of central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 91–114.

Kopáček J. & Stuchlík E. (2002). Dlouhodobé trendy acidifikace tatranských jezer. *Oecologia Montana*, 11, 9–12.

- Kopáček J., Hardekopf D., Majer M., Pšenáková, P., Stuchlík, E. & Veselý J.** (2004). Response of alpine lakes and soils to changes in acid deposition: The MAGIC model applied to the Tatra Mountain region, Slovakia-Poland. *J. Limnol.*, 63 (1), 143–156.
- Kopáček J., Hejzlar J., Kana J., Norton S.A. & Stuchlík, E.** (2015). Effects of Acidic Deposition on in-Lake Phosphorus Availability: A Lesson from Lakes Recovering from Acidification. *Environmental Science & Technology*, 49(5), 2895–2903.
- Kowalik R. A., Cooper D. M., Evans C.D. & Ormerod S.J.,** (2007) Acidic episodes retard the biological recovery of upland British streams from chronic acidification. *Global Change Biology*, 13, 2439–2452.
- Lampert W. & Brendelberger H.** (1996). Strategies of phenotypic low-food adaption in *Daphnia*: Filter screens, mesh sizes, and appendage beat rates. *Limnol. Oceanogr.*, 41(2), 216–223.
- Leech D. M., Padeletti A., and Williamson C.E.** (2005). Zooplankton behavioral responses to solar UV radiation vary within and among lakes. *J. Plankton Res*, 27, 461–471.
- *Locke A.** (1991). Zooplankton responses to acidification - a review of laboratory bioassays. *Water Air Soil Pollut.* 60(1–2), 135–148.
- Locke A., Sprules W. G., Keller W. & Pitblado J.R.** (1994). Zooplankton communities and water chemistry of Sudbury area lakes- changes related to pH recovery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51(1), 151–160.
- *Moore M. V., Folt C. L. & Stemberger R. S.** (1996). Consequences of elevated temperatures for zooplankton assemblages in temperate lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 135, 289–319.
- Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček, J., Macek M. & Soldan, T.** (2006). Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia (Bratisl.)*, 61, 453–465.
- Nilssen J. P. & Wærvang S. B.** (2002). Intensive fish predation: an obstacle to recovery following liming of acid damaged lakes? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 9, 73–84.
- O'Brien W.J., Barfield M., Bettez N.D., Gettel G.M., Hershey A.E., McDonald M.E., Miller M. C., Mooers H., Pastor J., Richards C. & Schuldt J.** (2004). Physical, chemical, and biotic impacts on arctic zooplankton communities and diversity. *Limnology and Oceanography*, 49, 1250–1261.
- Palmer E., Keller W. B. & Yan N. D.** (2013). Gauging recovery of zooplankton from historical acid and metal contamination: the influence of temporal changes in restoration targets. *J. Appl. Ecol.*, 50, 107–118.
- Persson G.** (2008). Zooplankton response to long-term liming: Comparison of 15 limed and 15 reference lakes in Sweden. *Limnologica*, 38 (1), 1–13.

Schindler D. W. (1988). Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, 239, 149–157.

Schindler D. W., Curtis P.J., Parker B.R. & Stainton M. P. (1996). Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature*, 379, 705–708.

Schulz K. & Sterner R. W. (1999). Phytoplankton phosphorus limitation and food quality of bosmina. *Limnol. Oceanogr.*, 44(6), 1549–1556.

***Scully N. M. & Lean D. R. S.** (1995). The attenuation of ultraviolet radiation in temperate lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 43, 135–144.

Shead, J. A. (2007). Chemical and biological recovery of Killarney Park, Ontario lakes (1972–2005) from historical acidification. Ph.D. Thesis, *Queens University, Kingston, Ont.* 164 pp.

Skjelkvåle B. L., Mannio J., Wilander A. & Andersen T. (2001). Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990 - 1999. *Hydrol Earth Syst Sc.*, 5 (3), 327–338.

Skjelkvåle B. L., Evans C., Larsen T., Hinda A. & Raddum G. G. (2003). Recovery from acidification in European surface waters: A view to the future. *Ambio*, 32(3), 170–175.

Skjelkvåle B.L., Borg H., Hindar A. & Wilander, A. (2007). Large scale patterns of chemical recovery in lakes in Norway and Sweden: Importance of seasalt episodes and changes in dissolved organic carbon. *Appl. Geochem.* 22(6), 1174–1180.

Sterner R. W., Hagemeier D. D., Smith W. L. & Smith R. F. (1993). Phytoplankton nutrient limitation and food quality for daphnia. *Limnol. Oceanogr.*, 38(4), 857–871.

Stuchlík E. (2003): Vliv acidifikace na ekosystém horských jezer. (Komentář k výsledkům 25 let výzkumných prací v Tatrách). Habilitační práce, PřF UK v Praze, Praha: 57

Valois A., Keller W. & Ramcharan C. (2010). Abiotic and biotic processes in lakes recovering from acidification: the relative roles of metal toxicity and fish predation as barriers to zooplankton re-establishment. *Freshwater Biology*. 55, 2585–2597.

Vrba J., Kopáček J. & Fott J. (2000). Long-term limnological research on the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta*, 4, 7–28.

Vrba J., Fott J., Kopáček J., Nedbalová L. & Nedoma J. (2001). Dlouhodobý limnologický výzkum šumavských jezer a jejich současný stav. *Aktuality šumavského výzkumu*, 56–57.

Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Prazáková M., Soldán T. & Schaumburg J. (2003). Long-term studies (1871-2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Sci. Total Environ.* 310 (1–3), 73–85.

- Vrba J., Kopáček J., Bittl T., Nedoma J., Štrojsová A., Nedbalová L., Kohout L. & Fott J.** (2006). A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia*, 61, 441–451 .
- Vrba J., Fott J., Kopáček J., Nedbalová L., Čtvrtlíková M. & Šantrůčková H.** (2009). Deset let komplexního výzkumu zotavování šumavských jezer a jejich povodí z acidifikace. Sborník příspěvků 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti, Třeboň.
- Walseng B., Halvorsen G. & Storeid S.E.** (2001). Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia*, 450, 159–172.
- Walseng B., Yan N.D. & Schartau A.K.L.** (2003). Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian Shield Lakes. *Ambio* , 32, 208–13.
- Watmough S.A., & Aherne J.** (2008). Estimating calcium weathering rates and future lake calcium concentrations in the Muskoka- Haliburton region of Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65(5), 821–833.
- Wærva⁰gen S.B. & Nilssen, J.P.** (2003). Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. *Hydrobiologia*, 499, 63–82.
- *Yan N.D.** (1983). The effects of changes in pH on transparency and on thermal regimes of Lohi Lake, near Sudbury, Ontario, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40, 621–626.
- Yan N.D., Keller W., MacIsaac H.J. & McEachern L.J.** (1991). Regulation of zooplankton community structure of an acidified lake by Chaoborus. *Ecological Applications*, 1, 52– 65.
- Yan N.D., Leung B., Keller W., Arnott S.E.,Gunn J.M. & Raddum G.G.** (2003). Developing conceptual frameworks for the recovery of aquatic biota from acidification. *Ambio*, 32(3), 165–169.
- Yan N. D., Girard R., Heneberry J. H., Keller W.B., Gunn J.M. & Dillon P.J.** (2004). Recovery of copepod, but not cladoceran, zooplankton from severe and chronic effects of multiple stressors. *Ecology Letters*, 7, 452–460.
- Yan N. D., Somers K. M., Girard R. E., Paterson A. M., Keller W., Ramcharan Ch. W., Rusak J. A., Ingram R., Morgan G. E. & Gunn J. M.** (2008). Long-term trends in zooplankton of Dorset, Ontario, lakes: the probable interactive effects of changes in pH, total phosphorus, dissolved organic carbon, and predators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65, 862–877

*sekundární zdroj